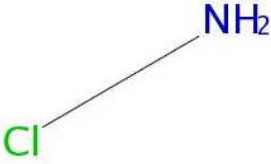


## MONOCHLORAMINE – n° CAS : 10599-90-3

Le terme de « chloramines » inclut la monochloramine (NH<sub>2</sub>Cl), la dichloramine (NHCl<sub>2</sub>) et la trichloramine (NCl<sub>3</sub>), mais la monochloramine est la forme prédominante des chloramines dans des conditions normales de pH, de température, etc.

La monochloramine est issue d'une réaction de substitution entre l'ion chlore libre et l'ammoniaque, processus dit de « chloramination ». Sa présence dans l'environnement a deux origines : elle est un sous-produit de l'utilisation du chlore comme désinfectant primaire des circuits de refroidissement d'installations industrielles et elle est également utilisée pour cette même propriété directement en tant que désinfectant secondaire.

### IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

<b>Substance chimique</b>	Monochloramine
<b>Synonymes</b>	Chloramine Monochloroamine Chloramide Monochloramide Monochloroammonia
<b>Numéro CAS</b>	10599-90-3
<b>Formule moléculaire</b>	ClNH <sub>2</sub>
<b>Code SMILES</b>	NC1
<b>Structure moléculaire</b>	

**EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES**

<b>Evaluations existantes</b>	Evaluation de la toxicité de la monochloramine vis-à-vis des écosystèmes aquatiques d'eau douce (Bonzom, 2004). Priority Substances List Assessment Report (Environment Canada and Health Canada, 2001) et Canadian environmental quality guidelines (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999).
<b>Phrases de risque et classification</b>	<i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i> Substance non inscrite <i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i> Substance non inscrite
<b>Effets endocriniens</b>	La monochloramine n'est pas citée dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004) et dans le rapport d'étude de la DG ENV sur la mise à jour de la liste prioritaire des perturbateurs endocriniens à faible tonnage (Petersen <i>et al.</i> , 2007).
<b>Critères PBT / POP</b>	La substance ne remplit pas les critères PBT/vPvB <sup>1</sup> (C.E., 2006) ou POP <sup>2</sup> (PNUE, 2001).
<b>Normes de qualité existantes</b>	Canada : critère de qualité pour l'eau de boisson = 3 µg/L (ETOX, 2007 <sup>3</sup> )
<b>Mesure de restriction</b>	-
<b>Substance(s) associée(s)</b>	La dégradation de la monochloramine et les différentes réactions entre les composés du chlore et de l'ammoniaque de manière plus générale, résultent en la formation de nombreux sous-produits, parmi lesquels : * des composés organiques : - trihalométhanes - acide haloacétique, - hydrate de chloral (= trichloracétaldéhyde ou trichloroéthanal), - composés cyanogènes, e.g. chlorure de cyanogène (CNCl) - chloramines organiques - 1,1- dichloropropanone (1,1-DCPN) * des composés inorganiques comme: - nitrate, - nitrite, - hydrazine - ion chlorate ClO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (dans une certaine mesure) (Diyamandoglu and Selleck, 1992)

<sup>1</sup> Les PBT sont des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques et les vPvB sont des substances très persistantes et très bioaccumulables. Les critères utilisés pour la classification des PBT sont ceux fixés par l'Annexe XIII du règlement n° 1907/2006 (REACH).

<sup>2</sup> Les Polluants Organiques Persistants (POP) sont des substances persistantes (aux dégradations biotiques et abiotiques), fortement bioaccumulables, et qui peuvent être transportées sur de longues distances et être retrouvée de façon ubiquitaire dans l'environnement. Les critères utilisés pour la classification POP sont ceux fixés par l'Annexe 5 de la Convention de Stockholm placée sous l'égide du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement).

<sup>3</sup> Les données issues de cette source (<http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>) ne sont données qu'à titre indicatif ; elles n'ont donc pas fait l'objet d'une validation par l'INERIS.

**PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES**

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	51.48	Environment Canada and Health Canada, 2001
Hydrosolubilité [mg/L]	Soluble	Environment Canada and Health Canada, 2001
Pression de vapeur [Pa]	Pas d'information disponible	
Constante de Henry [Pa.m <sup>3</sup> /mol]	557 +/- 61 à 20°C	Environment Canada and Health Canada, 2001
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	Pas d'information disponible	-
Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) [L/kg]	Pas d'information disponible	-
Constante de dissociation (pKa)	Pas d'information disponible	

Les modèles QSAR KOWWIN v1.67 et KOCWIN v2.00 (US-EPA, 2000) renvoient respectivement les valeurs de LogPow = -1.19 et Koc = 13.22 L/kg (méthode MCI) et Koc = 0.09264 L/kg (méthode Kow). Cependant, ces valeurs ne peuvent pas être validées car cette substance inorganique est en dehors du domaine d'application de ces modèles.

**COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT****PERSISTANCE**

		Source
<b>Hydrolyse</b>	L'hydrolyse ne semble pas être un processus déterminant dans la dégradation de la monochloramine. La monochloramine s'hydrolyse lentement en acide hypochloreux (HOCl) et en ammoniacque (NH <sub>3</sub> ).  La constante cinétique de cette réaction est de 0.076 h <sup>-1</sup> .	Margerum <i>et al.</i> , 1979 cité dans US-EPA, 1994  Morris and Isaac, 1981 cité dans Vikesland <i>et al.</i> , 2001
<b>Photolyse</b>	Il semblerait que l'exposition aux U.V. ait tendance à provoquer la diminution de la concentration en chloramines	WHO, 2006

		Source
<b>Biodégradabilité</b>	Aucune information <i>standardisée</i> (tests OCDE de biodégradabilité facile, etc.) n'est disponible.	
	De nombreuses variables influencent la formation et la dégradation des chloramines. Citons notamment les concentrations et proportions des différents précurseurs des chloramines (Cl, NH <sub>3</sub> ), le pH et la température.	IPCS, 2000
	La monochloramine est la principale chloramine inorganique présente dans les eaux douces en raison de sa relative stabilité en comparaison aux autres composés du chlore	Johnson, 1978 ; Margerum <i>et al.</i> , 1978 ; cités dans Environment Canada and Health Canada, 2001
	Lors d'une étude de persistance des chloramines dans une eau de rivière à partir d'un modèle empirique, il a été démontré que les chloramines étaient présentes principalement sous forme de monochloramine et que celles-ci étaient relativement persistantes, avec des demi-vies comprises entre 9 heures et 4.5 jours selon les conditions environnementales, pour des concentrations en chlore et en ammoniacque au départ de 1 mg/L	Yamamoto <i>et al.</i> , 1988
	La monochloramine est relativement persistante et présente l'avantage de former moins de composés trihalométhanes et autres sous-produits que les ions chlore sous forme libre	AWWARF, 1993
	L'utilisation de la chloramine comme désinfectant secondaire provoque en général la formation de chlorure de cyanogène (CNCl) dont la formation est liée notamment à la présence de nitrites (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) dans les circuits de refroidissement des installations.	IPCS, 2000

## DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

	Source
<b>Adsorption</b>	Pas d'information disponible
<b>Volatilisation</b>	Pas d'information disponible
<b>Bioaccumulation</b>	Pas d'information disponible

**ECOTOXICITE ET TOXICITE****ORGANISMES AQUATIQUES**

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon uniquement les résultats des tests d'écotoxicité montrant la plus forte sensibilité à la substance. Toutes les données présentées ont fait l'objet d'un examen collectif dans le cadre de la détermination de la norme de qualité canadienne des espèces chlorées réactives dans l'eau (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999), elles n'ont donc pas fait l'objet de validation supplémentaire.

Ces résultats d'écotoxicité sont principalement exprimés sous forme de NOEC (*No Observed Effect Concentration*), concentration sans effet observé, d'EC<sub>10</sub> concentration produisant 10% d'effets et équivalente à la NOEC, ou de EC<sub>50</sub>, concentration produisant 50% d'effets. Les NOEC sont principalement rattachées à des tests chroniques, qui mesurent l'apparition d'effets sub-létaux à long terme, alors que les EC<sub>50</sub> sont plutôt utilisées pour caractériser les effets à court terme.

**ECOTOXICITE****ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË**

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
<b>Algues &amp; plantes aquatiques</b>	Eau douce	Pas d'information disponible				
	Milieu marin	<i>Porphyra yezoensis</i>	EC <sub>50</sub> (10j) growth	0.014 – 0.02	valide <sup>(1)</sup>	Maruyama et al. (1988)
<b>Invertébrés</b>	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	LC <sub>50</sub> (24h)	0.0108	non valide <sup>(1)</sup>	Kaniewska-Prusz (1982)
	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	LC <sub>50</sub> (48h) neonates	0.017	valide <sup>(1)</sup>	Environment Canada (1998) <sup>(1)</sup>
	Milieu marin	<i>Crassostrea virginica</i>	LC <sub>50</sub> (30mn) Larvae	< 0.01	valide <sup>(1)</sup>	Capuzzo (1979b) <sup>(1)</sup>
	Sédiment	Pas d'information disponible				
<b>Poissons</b>	Eau douce	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	LC <sub>50</sub> (96h)	0.07	non évalué	Buckley (1976) <sup>(2)</sup>
	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC <sub>50</sub> (96h)	0.014 – 0.029	valide <sup>(1)</sup>	MDNR (1971) <sup>(1)</sup>
	Milieu marin	<i>Pleuronectes platessa</i>	LC <sub>50</sub> (96h) larvae	0.024	non évalué	Alderson (1970) <sup>(1)</sup>
	Milieu marin	<i>Menidia menidia</i>	LC <sub>50</sub> (96h)	0.04	non évalué	Bender et al. (1977) <sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> d'après le rapport de détermination de la norme de qualité canadienne des espèces chlorées réactives dans l'eau (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999).

<sup>(2)</sup> d'après Environment Canada and Health Canada, 2001

## ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source	
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	Pas d'information disponible				
	Milieu marin	Pas d'information disponible				
Invertébrés	Eau douce	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	LOEC (105 j) Fécondité	0.0034	non valide <sup>(1)</sup>	Arthur & Eaton (1971) <sup>(1)</sup>
	Milieu marin	Pas d'information disponible				
	Sédiment	Pas d'information disponible				
Poissons	Eau douce	<i>Pimephales promelas</i>	LOEC (147 j) Ponte	0.043	non valide <sup>(1)</sup>	Arthur & Eaton (1971) <sup>(1)</sup>
	Milieu marin	Pas d'information disponible				

<sup>(1)</sup> d'après le rapport de détermination de la norme de qualité canadienne des espèces chlorées réactives dans l'eau (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999).

## NORMES DE QUALITE POUR LA COLONNE D'EAU

Les normes de qualité pour les organismes de la colonne d'eau sont calculées conformément aux recommandations du guide technique européen pour l'évaluation des risques dus aux substances chimiques (E.C., 2003) et au projet de guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2009). Elles sont obtenues en divisant la plus faible valeur de NOEC ou d'EC<sub>50</sub> valide par un facteur d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*).

La valeur de ce facteur d'extrapolation dépend du nombre et du type de tests pour lesquels des résultats valides sont disponibles. Les règles détaillées pour le choix des facteurs sont données dans le tableau 16, page 101, du guide technique européen (E.C., 2003).

- **Moyenne annuelle (AA-QS<sub>water\_eco</sub>) :**

Une concentration annuelle moyenne est déterminée pour protéger les organismes de la colonne d'eau d'une possible exposition prolongée.

Pour la monochloramine, on dispose de données aiguës valides pour trois niveaux trophiques, mais aucune donnée n'a pu être validée en écotoxicité chronique. Un facteur d'extrapolation de 1000 est donc appliquée à la donnée aiguë la plus faible, c'est-à-dire 0.01 mg/L, obtenue à la fois pour des crustacés d'eau douce et d'eau marine.

On a donc : AA-QS<sub>water\_eco</sub> = 0.01 / 1000 = 0.00001 mg/L, soit

$$AA-QS_{water\_eco} = 0.01 \mu\text{g/L}$$

- **Concentration Maximum Acceptable (MAC)**

La concentration maximale acceptable est calculée afin de protéger les organismes de la colonne d'eau de possibles effets de pics de concentrations de courtes durées. Pour la détermination de la MAC, le document guide pour l'évaluation des effets des substances avec des rejets intermittents est utilisée (ECHA, 2008, E.C., 2009)

On dispose de données aiguës pour trois niveaux trophiques. Par défaut, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC.

$$MAC = 0.01 / 100 = 0.0001 \text{ mg/L, soit } 0.1 \mu\text{g/L}$$

**Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)**

<b>Moyenne annuelle [AA-QS<sub>water_eco</sub>]</b>	0.01	µg/L
<b>Concentration Maximum Acceptable [MAC]</b>	0.1	µg/L

**VALEUR GUIDE DE QUALITE POUR LE SEDIMENT (QS<sub>SED</sub>)**

Un seuil de qualité dans le sédiment est nécessaire (i) pour protéger les espèces benthiques et (ii) protéger les autres organismes d'un risque d'empoisonnement secondaire résultant de la consommation de proies provenant du benthos. Les principaux rôles des normes de qualité pour les sédiments sont de :

1. Identifier les sites soumis à un risque de détérioration chimique (la norme sédiment est dépassée)
2. Déclencher des études pour l'évaluation qui peuvent conduire à des études plus poussées et potentiellement à des programmes de mesures
3. Identifier des tendances à long terme de la qualité environnementale (Art. 4 Directive 2000/60/CE).

Aucune information d'écotoxicité pour les organismes benthiques n'a été trouvée dans la littérature.

A défaut, une valeur guide pour le sédiment peut être calculée à partir du modèle de l'équilibre de partage.

Ce modèle suppose que :

- il existe un équilibre entre la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires et la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle du sédiment,
- la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires n'est pas biodisponible pour les organismes et que seule la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle est susceptible d'impacter les organismes,
- la sensibilité intrinsèque des organismes benthiques aux toxiques est équivalente à celle des organismes vivant dans la colonne d'eau. Ainsi, la norme de qualité pour la colonne d'eau peut être utilisée pour définir la concentration à ne pas dépasser dans l'eau interstitielle.

*NB : La pollution actuelle peut être suivie dans les matières en suspension et les couches superficielles du sédiment. Les couches profondes intègrent la contamination historique sur des dizaines voire des centaines d'années et ne sont pas jugées pertinentes pour caractériser la pollution actuelle. Les paramètres par défaut préconisés par Lepper (2002) et le guide technique européen (E.C., 2003) ont été choisis empiriquement pour caractériser les matières en suspension et les couches superficielles. Matières en suspension et couches superficielles contiennent relativement plus d'eau et de matière organique que les couches profondes du sédiment.*

Une valeur guide de qualité pour le sédiment peut être alors calculée selon l'équation suivante (adaptation de l'équation 70 page 113 du guide technique européen, E.C., 2003) :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g}/\text{kg}] = \frac{K_{\text{susp-eau}}}{RHO_{\text{susp}}} * AA-QS_{\text{water\_eco}} [\mu\text{g}/\text{L}] * 1000$$

Avec

$RHO_{\text{susp}}$  : masse volumique de la matière en suspension en  $[\text{kg}_{\text{sed}}/\text{m}^3_{\text{sed}}]$ . En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par Lepper, (2002) et le guide technique européen (équation 18 page 44, E.C., 2003) est utilisée :  $1150 \text{ kg}/\text{m}^3$ .



$K_{\text{susp-eau}}$  : coefficient de partage matière en suspension/eau en  $\text{m}^3/\text{m}^3$ . En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par Lepper, (2002) et le guide technique européen (équation 24 page 47, E.C., 2003) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante :  $0.9 + 0.025 * K_{oc}$ .

Aucune donnée n'ayant pu être collectée concernant le coefficient de partition entre la monochloramine et la phase solide, il n'est pas possible d'appliquer la méthode de l'équilibre de partage pour calculer la  $QS_{\text{sed wet weight}}$ .

**Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau douce)**

Aucun coefficient de partition eau – phase solide n'étant disponible, il n'est pas possible de calculer de valeur guide pour le sédiment.

## EMPOISONNEMENT SECONDAIRE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur les prédateurs *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés (appelés biota, i.e. poissons ou invertébrés vivant dans la colonne d'eau ou dans les sédiments). Il s'agit donc d'évaluer la toxicité chronique de la substance par la voie d'exposition orale uniquement.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. N'ont été recherchés que des tests sur mammifères ou oiseaux exposés par voie orale (exposition par l'alimentation ou par gavage). Toutes les données présentées ont été validées.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

Pour calculer la norme de qualité liée à l'empoisonnement secondaire des prédateurs, il est nécessaire de connaître la concentration de substance dans le biote n'induisant pas d'effets observés pour les prédateurs (exprimée sous forme de NOEC). Il est possible de déduire une NOEC à partir d'une NOAEL grâce à des facteurs de conversion empiriques variables selon les espèces testées. Les facteurs utilisés ici sont ceux recommandés par le guide technique européen (Tableau 22, page 129, E.C., 2003) et le projet de guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2009). Les valeurs de ces facteurs de conversion dépendent de la masse corporelle des animaux et de leur consommation journalière de nourriture. Celles-ci peuvent donc varier d'une façon importante selon le niveau d'activité et le métabolisme de l'animal, la valeur nutritive de sa nourriture, etc. En particulier elles peuvent être très différentes entre un animal élevé en laboratoire et un animal sauvage.

Afin de couvrir ces sources de variabilité, mais aussi pour tenir compte des autres sources de variabilité ou d'incertitude (variabilité inter et intra-espèces, extrapolation du court terme au long terme, etc.) des facteurs d'extrapolation sont nécessaires pour le calcul de la  $QS_{\text{biota\_sec pois}}$ . Les valeurs recommandées pour ces facteurs d'extrapolation sont données dans le guide technique européen (tableau 23, page 130, E.C., 2003). Un facteur d'extrapolation supplémentaire ( $AF_{\text{dose-réponse}}$ ) est utilisé dans le cas où la toxicité a été établie à partir d'une LOAEL plutôt que d'une NOAEL.



**ECOTOXICITE POUR LES VERTEBRES TERRESTRES****TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES**

	Type de test	NOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biota</sub> ]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Rat Durée : 2 ans Exposition via l'eau de boisson Aucun effet observé	9.4	NTP, 1990 cité dans WHO, 2004	20	188
<b>Toxicité sur la reproduction</b>	Aucune information disponible				

**TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX**

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biota</sub> ]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Aucune information disponible				
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	Aucune information disponible				

**NORME DE QUALITE EMPOISONNEMENT SECONDAIRE (QS<sub>BIOTA\_SEC POIS</sub>)**

La norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire (QS<sub>biota\_sec pois</sub>) est calculée conformément aux recommandations du guide technique européen (E.C., 2003). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés dans le tableau 23 page 130 du guide (E.C., 2003).

Pour la monochloramine, un facteur de 30 est appliqué car la durée du test retenu (NOAEL de 9.4 mg/kg<sub>corporel</sub>/j sur le rat, soit une NOEC de 188 mg/kg<sub>biota</sub>) est de 2 ans. On obtient donc :

$$QS_{biota\_sec\ pois} = 188 \text{ [mg/kg}_{biota}\text{]} / 30 = 6.267 \text{ mg/kg}_{biota} = 6267 \text{ }\mu\text{g/kg}_{biota}$$

Cette valeur de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire peut être ramenée à une concentration dans l'eau selon la formule suivante :

$$QS_{water\ sp} \text{ [}\mu\text{g/L]} = \frac{QS_{biota\_sec\ pois} \text{ [}\mu\text{g/kg}_{biota}\text{]}}{BCF \text{ [L/kg}_{biota}\text{]} * BMF}$$

Avec :

BCF : facteur de bioconcentration,

BMF : facteur de biomagnification.

Ce calcul tient compte du fait que la substance présente dans l'eau du milieu peut se bioaccumuler dans le biote. Il donne la concentration à ne pas dépasser dans l'eau afin de respecter la valeur de la norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire déterminée dans le biote.

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biote et la concentration dans l'eau) et du facteur de biomagnification (BMF, ratio entre la concentration dans l'organisme du prédateur en bout de chaîne alimentaire, et la concentration dans l'organisme de la proie au début de la chaîne alimentaire). En l'absence de valeurs mesurées pour le BMF, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le tableau 29, page 160, du guide technique européen (E.C., 2003).

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il fait en effet l'hypothèse qu'un équilibre a été atteint entre l'eau et le biote, ce qui n'est pas véritablement réaliste dans les conditions du milieu naturel. Par ailleurs il repose sur un facteur de bioaccumulation qui peut varier de façon importante entre les espèces considérées.

Pour la monochloramine, aucune valeur de BCF, ni de BMF n'est disponible. La conversion de la  $QS_{\text{biota\_sec pois}}$  en  $QS_{\text{water sp}}$  n'est donc pas possible et la norme ne peut être exprimée dans l'eau.

<b>Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs</b>	6300	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$
valeur correspondante dans l'eau	-	$\mu\text{g}/\text{L}$

## SANTE HUMAINE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur l'homme soit *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés, soit *via* l'eau de boisson.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. Compte tenu du mode d'exposition envisagée, seuls les tests sur mammifères exposés par voie orale (dans l'alimentation ou par gavage) ont été recherchés.

Toutes les données présentées ont été validées.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

## TOXICITE

Pour l'évaluation des effets sur la santé humaine, seuls les résultats sur mammifères sont considérés comme pertinents. Contrairement à l'évaluation des effets pour les prédateurs, les effets de type cancérogène ou mutagène sont également pris en compte.

	Type de test	NOAEL/LOAEL [ $\text{mg}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$ ]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [ $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$ ]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique, et sur la reproduction</b>	Rat Durée : 2 ans Exposition via l'eau de boisson Aucun effet observé	9.4	NTP, 1990 cité dans WHO, 2004	94 <sup>(1)</sup> Facteur d'incertitude: - inter-espèces =10 - intra-espèces =10

(1) Cette donnée (NOAEL) est la plus faible recensée d'après les données de l'OMS (WHO, 2008), en incluant les données de reprotoxicité. Pour information, bien qu'aucun effet n'ait été observé dans cette étude, d'autres études (support) ont mis en évidence des effets (poids corporel) à des doses légèrement supérieures (9,8 mg/kg - 10 mg/kg). Cette VTR est donc considérée comme valide car déterminée par WHO, 2008.

	Classement CMR	Source
<b>Cancérogénèse</b>	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la cancérogénèse	C.E., 2008
<b>Mutagénèse</b>	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la mutagénèse.	C.E., 2008
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la reproduction.	C.E., 2008

### NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA LA CONSOMMATION DES PRODUITS DE LA PECHE (QS<sub>BIOTA\_HH</sub>)

La norme de qualité pour la santé humaine est calculée de la façon suivante (Lepper, 2005) :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons. Journ. Moy.} [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]}$$

Ce calcul tient compte de :

- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) : la VTR donnée ne tient compte en effet que d'une exposition par voie orale, et pour la consommation de produits de la pêche uniquement. Mais la contamination peut aussi se faire par la consommation d'autres sources de nourriture, par la consommation d'eau, et d'autres voies d'exposition sont possibles (inhalation ou contact cutané). Le facteur correctif de 10% (soit 0.1) permet de rendre l'objectif de qualité plus sévère d'un facteur 10 afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.
- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 94  $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$  (cf. tableau ci-dessus),
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- Cons. Journ. Moy : une consommation journalière moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour.

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut être inadapté pour couvrir les risques pour les individus plus sensibles ou plus vulnérables (masse corporelle plus faible, forte consommation de produits de la pêche, voies d'exposition individuelles particulières). Le facteur correctif de 10% n'est donné que par défaut, car la contribution des différentes voies d'exposition varie selon les propriétés de la substance (et en particulier sa distribution entre les différents compartiments de l'environnement), ainsi que selon les populations considérées (travailleurs exposés, exposition pour les consommateurs/utilisateurs, exposition via l'environnement uniquement). L'hypothèse cependant que la consommation des produits de la pêche ne représente pas plus de 10% des apports journalier contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2009).

Pour la monochloramine, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 94 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} = 5721.7 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante dans l'eau du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

$$QS_{\text{water\_hh food}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L/kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}}$$

Pour la monochloramine, aucune valeur de BCF, ni de BMF n'est disponible. La conversion de la  $QS_{\text{biota hh}}$  en  $QS_{\text{water\_hh food}}$  n'est donc pas possible et la norme ne peut être exprimée dans l'eau.

<b>Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche</b>	5700	$\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
Valeur correspondante dans l'eau	-	$\mu\text{g/L}$

### NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L'EAU DE BOISSON ( $QS_{\text{DW\_HH}}$ )

En principe, lorsque des normes de qualité réglementaires dans l'eau de boisson existent, soit dans la Directive 98/83/CE (C.E., 1998), soit déterminées par l'OMS (WHO, 2008), elles peuvent être adoptées. Les valeurs réglementaires de la Directive 98/83/CE doivent être privilégiées par rapport aux valeurs de l'OMS qui ne sont que de simples recommandations.

Il faut signaler que ces normes réglementaires ne sont pas nécessairement établies sur la base de critères (éco)toxicologiques (par exemple les normes pour les pesticides avaient été établies par rapport à la limite de quantification analytique de l'époque pour ce type de substance, soit 0.1  $\mu\text{g/L}$ ). Pour la monochloramine, la Directive 98/83/CE ne fixe pas de valeur. En revanche, une valeur est recommandée par l'OMS (WHO, 2008), de 3  $\text{mg/L}$ .

A titre de comparaison, la norme de qualité pour l'eau de boisson est calculée de la façon suivante (Lepper, 2005, E.C., 2009) :

$$QS_{\text{eau brute}} [\mu\text{g/L}] = \frac{0.1 * \text{VTR} [\mu\text{g/kg}_{\text{corporel/j}}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [\text{L/j}]}$$

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 94  $\mu\text{g/kg}_{\text{corporel/j}}$  (Cf. tableau ci-dessus),
- Cons.moy.eau [L/j] : une consommation d'eau moyenne de 2 L par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.

L'eau de boisson est obtenue à partir de l'eau brute du milieu après traitement pour la rendre potable. La fraction éliminée lors du traitement dépend de la technologie utilisée ainsi que des propriétés de la substance.

$$QS_{\text{dw\_hh}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{eau brute}} [\mu\text{g/L}]}{1 - \text{fraction éliminée}}$$

En l'absence d'information, on considèrera que la fraction éliminée est nulle et le critère pour l'eau de boisson s'appliquera alors à l'eau brute du milieu. Par ailleurs, on rappellera que ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif et peut s'avérer inadéquat pour certaines substances et certaines populations.

Pour la monochloramine, on obtient :

$$QS_{dw\_hh} = \frac{0.1 * 94 * 70}{2 * (1 - 0)} = 329 \mu\text{g/L}$$

Cette valeur est cohérente avec celle proposée par l’OMS (WHO, 2008), bien que légèrement supérieure. La valeur la plus protectrice, recommandée par l’OMS (WHO, 2008) est proposée comme norme de qualité pour l’eau destinée à la production d’eau potable.

<b>Proposition de norme de qualité pour l’eau destinée à l’eau potable</b>	300	µg/L
--	-----	------

**PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)**

La NQE est définie à partir de la valeur de la norme de qualité la plus protectrice parmi tous les compartiments étudiés. Néanmoins, l'absence de connaissance de certaines propriétés physico-chimiques telles que le Log Pow empêche la conversion des normes de qualité pour la protection de la santé humaine et des prédateurs supérieurs dans l'eau pour leur comparaison avec l'AA-QS<sub>water\_eco</sub>. Cependant, compte tenu de son caractère très hydrophile, cette substance ne présente pas *a priori* de risque de bioaccumulation dans le biote ou le sédiment.

		Valeur	Unité
<b>PROPOSITION DE NORMES DE QUALITE</b>			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS <sub>water_eco</sub>	0.01	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	0.1	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs valeur correspondante dans l'eau	QS <sub>biota sec pois</sub>	6300	µg/kg <sub>biota</sub>
	QS <sub>water_sp</sub>	-	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche valeur correspondante dans l'eau	QS <sub>biota hh</sub>	5700	µg/kg <sub>biota</sub>
	QS <sub>water hh food</sub>	-	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS <sub>dw_hh</sub>	300	µg/L

Pour la monochloramine, la norme de qualité pour la protection des organismes de la colonne d'eau est la valeur la plus faible pour l'ensemble des approches considérées pour lesquelles il a «été possible de calculer et/ou convertir la norme en µg/L. La proposition de NQE pour la monochloramine est donc la suivante :

**PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE**

**Moyenne Annuelle dans l'eau :** **NQE<sub>EAU</sub> = 0.01 µg/L**  
fondée sur la proposition norme de qualité pour la protection des organismes de la colonne d'eau

**Concentration Maximale Acceptable dans l'eau :** **MAC = 0.1 µg/L**

**VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT**

Aucun coefficient de partition eau – phase solide n'étant disponible, il n'est pas possible de calculer de valeur guide pour le sédiment.

## **BIBLIOGRAPHIE**

- AWWARF (1993). Optimizing chloramine treatment: distribution systems. Denver, Colorado, American Water Works Association Research Foundation.
- Bonzom, J.-M. (2004). Evaluation de la toxicité de la monochloramine vis-à-vis des écosystèmes aquatiques d'eau douce. Cadarache, St Paul Lez Durance, Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire: 38.
- C.E. (1967). Directive 67/548/CEE du Conseil, du 27 juin 1967, concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses. Journal officiel n° 196 du 16/08/1967 p. 0001 - 0098.
- C.E. (1998). Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Journal Officiel L 330/32 du 5.12.1998: 32-54.
- C.E. (2006). Règlement (CE) n°1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) n°1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission, JO L 396 du 30.12.2006: p. 1–849.
- C.E. (2008). Règlement (CE) no 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) no 1907/2006.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (1999). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Reactive chlorine species. Canadian environmental quality guidelines. Winnipeg, Canadian Council of Ministers of the Environment: 9.
- Dlyamandoglu, V. and R. E. Selleck (1992). "Reactions and products of chloramination." Environmental Science and Technology **26**(4): 808.
- E.C. (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.
- E.C. (2004). Commission staff working document on implementation of the Community Strategy for Endocrine Disrupters - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706). SEC(2004) 1372., European Commission.
- E.C. (2009). Draft Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards (July 2009 version). Not yet published.
- ECHA (2008). Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. Guidance on information requirements and chemical safety assessment., European Chemicals Agency: 65.
- Environment Canada and Health Canada (2001). Canadian Environmental Protection Act, 1999. Priority substances list assessment reports : Inorganic Chloramines. M. o. P. W. a. G. Services: 72.
- ETOX. (2007). "ETOX: Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.
- IPCS (2000). Environmental Health Criteria 216: Disinfectants and disinfectants by-products. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety.: 281.
- Johnson, J. D. (1978). Measurement and persistence of chlorine residuals in natural waters. Water chlorination: environmental impact and health effects. R. L. Jolley. Ann Arbor, Michigan, Ann Arbor Science Publishers. **1**: 37-63.



- Lepper, P. (2002). Towards the derivation of quality standards for priority substances in the context of the water framework directive., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.
- Lepper, P. (2005). Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Schmallenberg, Germany., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.
- Margerum, D. W., E. T. J. Gray, et al. (1978). Chlorination and formation of N-chloro compounds in water treatment. Organometallics and organometalloids: occurrence and fate in the environment. American Chemical Society Environment Symposium, Anaheim, California, March 13–17, 1978. F. E. Brickman.
- Margerum, D. W., E. T. J. Gray, et al. (1979). Chlorination and the formation of N-chloro compounds in water treatment. Organometals and Organometalloids, Occurrence and Fate in the Environment. F. E. Brinckman and J. M. Belloma. Washington, DC, Am. Chem. Soc.: 278-291.
- Morris, J. C. and R. A. Isaac (1981). A critical review of kinetic and thermodynamic constants for the aqueous chlorine-ammonia system. Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects. R. L. Jolley, W. A. Brungs, J. A. Cotruvo et al. Ann Arbor, MI, Ann Arbor Science. **4**: 49-62.
- NTP (1990). NTP technical report on the toxicology and carcinogenicity studies of chlorinated and chloraminated water in F344/N rats and B6C3F1 mice., Research Triangle Park, NC, National Institutes of Health, National Institute of Environmental Health Science, National Toxicology Program.
- Petersen, G., D. Rasmussen, et al. (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals, DHI: 252.
- PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants: pp 47.
- US-EPA (1994). Drinking Water Criteria Document for chloramines. Final draft., United States Environmental Protection Agency. Health and Ecological Criteria Division, Office of Science and Technology, Office of water: 155.
- Vikesland, P. J., K. Ozekin, et al. (2001). "Monochloramine Decay in Model and Distribution System Waters." Water Research **35**(7): 1766-1776.
- WHO (2004). Monochloramine in Drinking-water : Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva, World Health Organization: 13.
- WHO (2006). Guidelines for safe recreational water environments, Volume 2 - Swimming pools and similar environments. Geneva, WHO Press, World Health Organization: 118.
- WHO (2008). Guidelines for Drinking-water Quality - Third Edition Incorporating The First And Second Addenda, Volume 1 - Recommendations. Geneva, WHO: 668
- Yamamoto, K., M. Fukushima, et al. (1988). "Disappearance rates of chloramines in river water." Water Research **22**(1): 79-84.